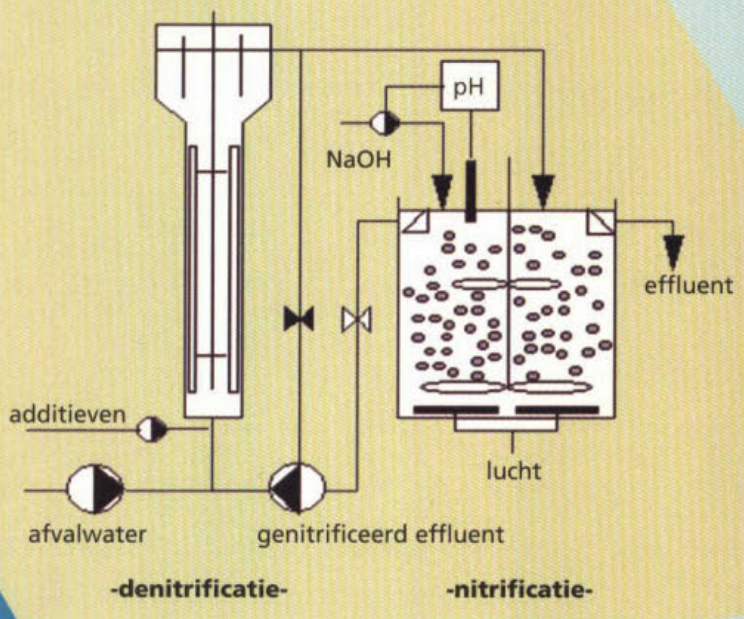
2002-W03_korrelvorming-denitrificerende-omstandigheden

stowa

chting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Korrelvorming onder denitrificerende omstandigheden

Achtergronden, mogelijkheden en economische aspecten



2002 W03

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Korrelvorming onder denitrificerende omstandigheden

Achtergronden, mogelijkheden en economische aspecten

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon: 030 - 232 11 99
Fax: 030 - 232 17 66
E-mail: stowa@stowa.nl
http://www.stowa.nl

2002 W03

Publicaties en het publicatie-overzicht
van de STOWA kunt u uitsluitend bestellen bij:
Hageman Fulfilment
Postbus 1110
3300 CC Zwijndrecht
Telefoon: 078 - 629 33 32
fax: 078 - 610 42 87
E-mail:info@hageman.nl
o.v.v. ISBN- of bestelnummer
en een duidelijk afleveradres.

ISBN 90-5773-197-5

Colofon:

Utrecht, 2002

Uitgave:
STOWA, Utrecht

Projectuitvoering:
Ir. L.M.M. de Bruin (DHV Water BV), ir. M.K. de Kreuk (TU Delft), dr.ir. A. Klapwijk (LU Wageningen), ir. H. Temmink (LU Wageningen), ir. H.F. van der Roest (DHV Water BV), en drs. J.L.P.M. van der Pluijm (Van der Pluijm Water- en Milieumanagement)

Begeleidingscommissie:
Ir. T.W.M. Wouda (WS de Aa), ing. F.A. Brandse (WS Reest en Wiede), prof.dr.ir. M.C.M. van Loosdrecht (TU Delft), ir. J.W. Mulder (ZS Hollandse Eilanden en Waarden), dr.ir. W. Wiegant (Haskoning) en ir. P.J. Roeleveld (STOWA)

Foto omslag:
Schematische weergave van de proefopstelling

Druk:
Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2002-W03

ISBN nummer 90-5773-197-5

Samenvatting

In anaërobe reactoren die industrieel afvalwater zuiveren wordt vaak korrelslib aangetroffen. De goede bezinkeigenschappen van dit korrelslib maken het mogelijk om compactere zuiveringsinstallaties te bouwen dan met vlokkig slib. Het zou daarom aantrekkelijk zijn indien korrelslib ook voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater ingezet kan worden. Echter, de biologische zuivering van huishoudelijk afvalwater vindt voornamelijk plaats onder aërobe en denitrificerende omstandigheden en over korrelvorming onder die omstandigheden is nog maar weinig bekend. In dit onderzoek stond de vorming van denitrificerend korrelslib uit huis-houdelijk afvalwater centraal en dit proces is middels experimenten nader bestudeerd. Tevens heeft een economische evaluatie plaatsgevonden waarin de kosten voor een zuiveringssysteem dat is gebaseerd op denitrificerend korrelslib zijn vergeleken met de kosten voor een aantal conventionele actiefslibsystemen.

Voor aanvang van het experimentele onderzoek werd verondersteld dat korrelvorming mogelijk is onder denitrificerende omstandigheden omdat de pH tijdens het denitrificatieproces stijgt. Bij hogere pH worden slecht oplosbare verbindingen van calcium met carbonaat of fosfaat gevormd die vervolgens als dragermateriaal voor de biomassa kunnen fungeren. Deze hypothese voor de vorming van denitrificerende korrels is vooral gebaseerd op hoge fracties anorganisch materiaal (> 40%) en hoge calciumgehaltes die bij eerder onderzoek in denitrificerend korrelslib zijn aangetroffen. In het experimentele onderzoek werden twee opwaarts doorstroomde reactoren bedreven met voorbezonken huishoudelijk afvalwater. De reactoren werden daarnaast met een externe nitraatbron of met genitrificeerd effluent gevoed. Alhoewel op basis van eerder genoemde hypothese werd aangenomen dat hogere calciumgehaltes van het afvalwater (tot 300 $mg \cdot l^{-1}$) en toevoeging van loog (tot een pH van 8,7 in de denitrificatiereactor) de vorming van denitrificerend korrelslib zouden moeten stimuleren bleek dit in de praktijk niet het geval te zijn. Ook de toevoeging van extra snel-biodegradeerbare CZV in de vorm van acetaat (tot 200 $mg \cdot l^{-1}$) kon geen korrelvorming initiëren. Een hogere pH resulteerde wel in een verhoging van het asgehalte en dat ging gepaard met een verbeterde slibretentie. Hierdoor konden opstroom-snelheden tot 7 $m \cdot h^{-1}$ gehandhaafd worden zonder dat dit ten koste ging van de denitrificatie-capaciteit.

Uit de economische evaluatie bleek dat voor nieuwbouwsituaties een compactsysteem gebaseerd op denitrificerend korrelslib niet kan concurreren met conventionele (biologisch defosfaterende) actiefslibsystemen. Zowel de stichtingskosten als de specifieke jaarlijkse kosten zijn aanzienlijk hoger. Pas bij een grondprijs van 1180 $€ \cdot m^{-2}$, die boven de gangbare grond-prijzen ligt, wordt een systeem op basis van denitrificerend korrelslib wellicht economisch aantrekkelijk.

Zowel op basis van het experimentele onderzoek als op basis van de economische analyse kan dus geconcludeerd worden dat de toepassing van denitrificerend korrelslib onder de huidige omstandigheden niet haalbaar is.

Inhoud

Colofon

Samenvatting

1 Inleiding 1
1.1 Achtergrond 1
1.2 Hypothese voor de vorming van denitrificerend korrelslib 1
1.3 Denitrificerend korrelslib en huishoudelijk afvalwater 2
1.4 Doel van het onderzoek 4

2 Technische haalbaarheid 5
2.1 Materiaal en methoden 5
2.1.1 Proefopstelling 5
2.1.2 Bedrijfsvoering 5
2.1.3 Bemonstering en analyses 7

2.2 Belangrijkste resultaten 7
2.2.1 Externe nitraatbron 7
2.2.2 recirculatie van genitrificeerd effluent 8

2.3 Discussie 11

3 Economische haalbaarheid 12
3.1 Uitgangspunten 12
3.2 Referentiesystemen 13
3.3 Compactsystemen 16
3.4 Evaluatie 21

4 Conclusies 22

5 Literatuur 23

Bijlagen
A Processchema's referentiesystemen 24
B Processchema's compactsystemen 26

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In opwaarts doorstroomde reactoren voor de anaërobe behandeling van (vooral industrieel) afvawater wordt korrelslib aangetroffen. Ten opzichte van gesuspendeerd en vlokkig slib heeft dit korrelslib een aantal voordelen. Het belangrijkste voordeel is een betere bezinking zodat (1) hogere concentraties biomassa in de reactoren gehandhaafd kunnen worden, (2) de reactoren compacter kunnen worden uitgevoerd en (3) er minder of zelfs geen aparte bezinkruimte nodig is. Dit maakt de toepassing van korrelslib ook aantrekkelijk voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Echter, dit vereist de vorming van korrelslib onder aërobe en/of denitrificerende omstandigheden waar nog maar weinig over bekend is. Aërobe korrelvorming wordt in het kader van een ander STOWA onderzoek bestudeerd. In dit onderzoek staat de vorming van denitrificerend korrelslib op huishoudelijk afvalwater centraal.

1.2 Hypothese voor de vorming van denitrificerend korrelsib

Er wordt aangenomen dat de lage groeisnelheid van anaërobe bacteriën de drijvende kracht is voor korrelvorming, in combinatie met de hoge opstroomsnelheid die in anaërobe reactoren wordt gehanteerd. Daarnaast wordt ook de syntrofe samenwerking tussen verschillende bacteriën onder anaërobe condities wel als drijvende kracht genoemd, omdat dit een hoge dichtheid van de biomassa zou stimuleren. Echter, deze factoren zijn bij denitrificatie minder van belang, terwijl in de literatuur toch regelmatig melding wordt gemaakt van denitrificerend korrelslib. Tabel 1 geeft hiervan een overzicht. In alle gevallen werd het korrelslib gevormd in opwaarts doorstroomde reactoren.

Tabel 1 - Overzicht van onderzoek waarin de vorming van denitrificerend korrelslib is waargenomen.

referentie	nitraatbron	koolstofbron
Miyaji en Kato, 1975	petrochemisch afvalwater	petrochemisch afvalwater
Klapwijk et al., 1981a	$NaNO_3$	mengsel van alcoholen
Klapwijk et al., 1981b	$Ca(NO_3)_2$	voorbezonken huishoudelijk afvalwater
	genitrificeerd effluent	voorbezonken huishoudelijk afvalwater
Laurino en Siñeriz, 1991	$NaNO_3$	ethanol
Green et al., 1994	$NaNO_3$	ethanol
Tarre et al., 1994	$NaNO_3$	ethanol
Kratochvil et al., 1996	KNO_3	ethanol
Borzacconi et al., 1999	$NaNO_3$ en vuilstortwater	vuilstortwater
Rouse et al. 1999	$NaNO_3$	ethanol
Cuervo-López et al., 1999	$NaNO_3$	acetaat, lactaat en glucose
Tarre et al., 2000	kasdrainwater	ethanol

Precipitatie van anorganisch materiaal wordt gezien als het belangrijkste mechanisme voor de vorming van denitrificerend korrelslib (Klapwijk et al., 1981b; Luarino en Siñeriz, 1991; Green et al., 1994; Tarre et al., 2000). Denitrificatie gaat gepaard met een pH-verhoging tot waarden van 8,0 – 9,5. Onder deze condities kan een neerslag ontstaan van slecht oplosbare verbindingen van calcium met carbonaat of fosfaat. Deze zware precipitaten kunnen vervolgens als drager-materiaal voor de biomassa fungeren. Deze hypothese is vooral gebaseerd op de hoge fracties anorganisch materiaal (vaak hoger dan 40%) die in denitrificerend korrelsib worden aangetrof-fen (Luarino en Siñeriz, 1991; Klapwijk et al., 1981b, Tarre et al., 2000). Bovendien is geconstateerd dat het calciumgehalte van het slib zeer hoog kan zijn: 320 $mg \cdot g^{-1}$droge stof (ds) in denitrificerend korrelslib ten opzichte van 12 $mg \cdot g^{-1}$ds in aëroob actiefslib (Klapwijk et al., 1981b).
Een hoge fractie anorganisch materiaal is echter geen absolute voorwaarde voor de aanwezigheid van denitrificerend korrelslib. Zo vonden Green et al. (1994) en Kratochvil et al. (1996) korrels met een anorganische fractie die lager was dan 25%. Wel lieten Kratochvil et al. (1996) zien dat net als bij Klapwijk et al. (1981b) het calciumgehalte van de korrels erg hoog was (86 $mg \cdot g^{-1}$ds), ondanks de relatief lage calciumconcentratie van het behandelde water (< 50 $mg \cdot l^{-1}$). Zij geven als hypothese dat de korrels zijn opgebouwd uit een matrix van exopolymeren waarin calcium een brugvormende functie heeft. De micro-organismen die verantwoordelijk zijn voor de productie van deze exopolymeren zijn blijkbaar in staat om op zeer efficiënte wijze calcium uit het water op te nemen. In tegenstelling tot de eerder genoemde hypothese van chemische precipitatie betreft het hier dus een biologische verklaring voor de vorming van denitrificerende korrels.
Uit het voorafgaande kan worden afgeleid dat zowel het type koolstofbron als de hardheid belangrijke factoren kunnen zijn bij het ontstaan van denitrificerend korrelslib. Het type koolstofbron is van belang omdat deze de alkaliniteitsproductie als gevolg van denitrificatie bepaalt. Zo constateerden Cuervo-López et al. (1999) dat denitrificatie met glucose als koolstofbron in een veel slechtere korrelkwaliteit resulteerde dan denitrificatie met methanol. Volgens van der Hoek (1987) verdwenen de korrels zelfs volledig zodra methanol werd vervangen door ethanol.
Naast het type koolstofbron is de hardheid van het water van groot belang. Zo bleek uit onderzoek van Klapwijk et al. (1981b) dat zodra van een kunstmatig substraat met hoge concentraties calcium (ca.100 $mg \cdot l^{-1}$) werd overgeschakeld naar afvalwater met lagere calciumgehaltes (ca. 40 $mg \cdot l^{-1}$) de korrels die aanvankelijk waren gevormd volledig verdwenen. Tarre et al. (2000) toonden aan dat bij lage hardheid (200-250 $mg \cdot l^{-1}$ als $CaCO_3$) weliswaar nog steeds korrelslib ontstond, maar dit een veel slechtere kwaliteit had dan het korrelslib dat bij hoge hardheid (380-450 $mg \cdot l^{-1}$) werd gevormd. Het korrelslib dat bij lage hardheid werd gevormd kon worden gekenmerkt door een gel-achtige structuur, een slechte bezinking en de neiging tot samenklonteren.
Naast het type koolstofbron en de hardheid van het water wordt korrelvorming ook beïnvloed door de opstroomsnelheid en de mengstrategie. Een te lage opstroomsnelheid of te weinig menging kunnen samenklontering van de biomassa en de vorming van een ondoordringbaar precipitaat tot gevolg hebben (Klapwijk et al., 1981a, Kratochvil et al., 1996). Bovendien is een minimale menging vereist om ervoor te zorgen dat de korrels het gevormde stikstofgas kwijt kunnen raken en niet gaan floteren. Over dit soort aspecten is helaas geen concrete informatie beschikbaar.

1.3 Denitrificerend korrelslib en huishoudelijk afvalwater

Uit Tabel 1 blijkt dat de vorming van denitrificerend korrelslib uit huishoudelijk afvalwater tot nu toe alleen door Klapwijk et al. (1981b) werd onderzocht. In het onderstaande wordt nader op dit onderzoek ingegaan omdat de resultaten de basis vormden voor het onderzoek dat in dit rapport wordt beschreven. Het onderzoek van Klapwijk et al. (1981b) vond plaats in een opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor die in twee verschillende configuraties werd toegepast (Figuur 1). In de eerste configuratie werd een externe nitraat- en calciumbron gebruikt in de vorm van $Ca(NO_3)_2$. Hierdoor werd het calciumgehalte van het afvalwater verhoogd van een achtergrondconcentratie van 40-50 $mg \cdot l^{-1}$ naar 100 $mg \cdot l^{-1}$. Bij een opwaartse snelheid van 2.0 $m \cdot h^{-1}$ werd korrelslib verkregen met onderin de reactor een gehalte van 76 g $ds \cdot l^{-1}$ (zie ook Tabel 2). De organische fractie van dit slib was 46% en het calciumgehalte was 172 $mg \cdot g^{-1}$ds. De pH in de reactor varieerde van 7,6 onderin de reactor tot 8,4 bovenin de reactor.

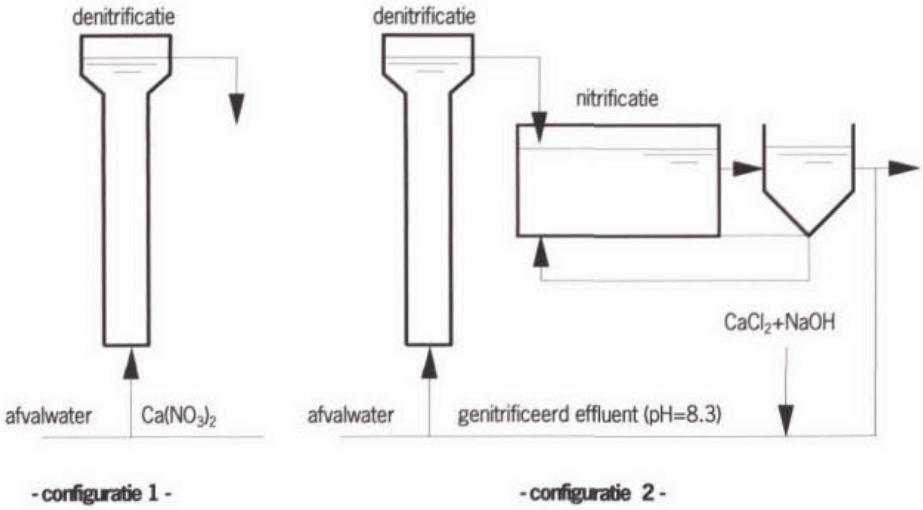


Fig. 1 Configuraties die werden gebruikt in het onderzoek naar de vorming van denitrificerende korrels door Klapwijk *et al.* (1981b).

In configuratie 2 werd de $Ca(NO_3)_2$ dosering vervangen door genitrificeerd effluent. De recirculatiefactor van het genitrificeerde effluent was 4,5. Als gevolg van deze wijziging daalde de pH in de reactor, verdween het korrelslib en spoelde het grootste deel van het slib uit. De anorganische fractie van het slib daalde naar 36% en het calciumgehalte naar 100 $mg \cdot g^{-1}ds$.
Vervolgens werd continu een mengsel van $CaCl_2$ en NaOH aan het genitrificeerde effluent toegevoegd zodat evenveel calcium aan het systeem werd gedoseerd als in configuratie 1 en de pH van het genitrificeerde effluent 8,3 was. Hierdoor ontstonden weer korrels en steeg de slibconcentratie onderin de reactor naar meer dan 50 g $ds \cdot l^{-1}$. De anorganische fractie van het slib en het calciumgehalte van het slib waren respectivelijk 74% en 321 $mg \cdot g^{-1}ds$. De korrels hadden een diameter tussen 2 en 4 mm.

Tabel 2 - Slibconcentratie, asgehalte en calciumgehalte van het slib dat in het onderzoek van Klapwijk *et al.* (1981b) werd geproduceerd.

	configuratie 1 met $Ca(NO_3)_2$	configuratie 2 zonder dosering	configuratie 2 met $CaCl_2$+NaOH
opstroomsnelheid ($m \cdot h^{-1}$)	2,0	9,5	8,3
recirculatiefactor (-)	n.v.t.	4.5	3
slibconcentratie* (g $ds \cdot l^{-1}$)	76	16	54,5
asgehalte* (%)	46	36	74
Ca-gehalte slib* ($mg \cdot g^{-1}ds$)	172	100	321

* slib onderin de reactor

1.4 Doel van het onderzoek

Het hierboven beschreven onderzoek van Klapwijk et al. (1981b) heeft laten zien dat het in principe mogelijk is om denitrificerend korrelslib te verkrijgen met huishoudelijk afvalwater als substraat. Echter, er waren nog veel onzekerheden omtrent (1) de omstandigheden waaronder de korrelvorming plaatsvindt, in het bijzonder met betrekking tot het calciumgehalte en de alkaliniteit van het afvalwater en de opstroomsnelheid, (2) de rendementen voor CZV, stikstof, fosfaat en zwevende stof die behaald kunnen worden en (3) eventuele knelpunten die een praktische toepassing van denitrificerend korrelslib in de weg kunnen staan. Experimenteel onderzoek om bovenstaande vragen te kunnen beantwoorden is uitgevoerd door de sectie Milieutechnologie van de Wageningen Universiteit.
Tegelijkertijd met het experimentele onderzoek heeft een economische evaluatie plaatsgevonden. Het belangrijkste doel van deze evaluatie was om een basisontwerp te maken voor een 60.000 tot 190.000 v.e. zuiveringssysteem dat is gebaseerd op denitrificerend korrelslib.
De stichtings- en operationele kosten voor dit systeem zijn vergeleken met de kosten voor een conventioneel actiefslibslibsysteem en een conventioneel compactsysteem. Middels gevoeligheidsanalyses is daarbij inzichtelijk gemaakt welke parameters de grootste invloed hebben op de kosten. Deze economische evaluatie is uitgevoerd door ingenieursbureau DHV.

2 Technische haalbaarheid

2.1 Materiaal en methoden

2.1.1 Proefopstelling

Figuur 2 geeft een vereenvoudigde weergave van een van de twee identieke proefopstellingen die in dit onderzoek zijn gebruikt.

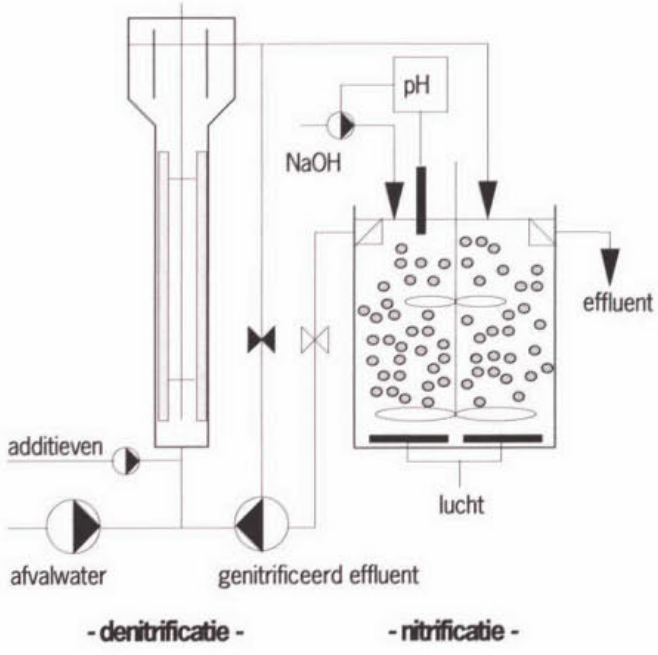


Fig. 2 Schematische weergave van de proefopstelling.

De opstellingen bestonden uit een opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor en een biofilm-reactor voor nitrificatie. De denitrificatiereactor had een doorsnede van 0,20 m, een hoogte van 3,0 m en een werkvolume van 95 liter. De reactor was voorzien van een bezinkgedeelte, een roerwerk met een variabel toerental en een drijflaagbarriere. Aan het roerwerk zaten twee vegers waarmee voorkomen werd dat zich slib aan de reactorwanden hechtte.
Een verschil met de opstelling zoals die door Klapwijk et al. (1981b) werd gebruikt is dat de nitrificatie niet in een actiefslibreactor werd uitgevoerd maar in een zogenaamd bewegend-bed biofilmreactor. Deze bestond uit een vat van 911 liter met daarin 90 kg van Kaldness Biomedia dragermateriaal (Miløteknologi AS, Noorwegen), twee bellenbeluchters en een roerwerk om het dragermateriaal in beweging te houden. Een pH regelaar met loogdosering zorgde voor een constante pH in het vat van 7,4-7,5. Het ontwerp van de nitrificatiereactor was erop gericht om volledige nitrificatie te bewerkstelligen. Effluent van de nitrificatiereactor werd gerecirculeerd naar de denitrificatiereactor en/of afgevoerd naar het riool. Dit gebeurde via een zeef om uitspoeling van het dragermateriaal te voorkomen.

2.1.2 Bedrijfsvoering

Net als in het onderzoek van Klapwijk et al. (1981b) werd de denitrificatiereactor gevoed met voorbezonken huishoudelijk afvalwater van de plaats Bennekom. De gemiddelde samenstelling van dit afvalwater gedurende de experimentele periode is weergegeven in Tabel 3. Daarnaast bestond de mogelijkheid om met een doseerpomp $NaNO_3$, $CaCl_2$ of natriumacetaat te doseren.

Naar keuze kon effluent van de nitrificatiereactor of effluent van de denitrificatiereactor zelf worden gerecirculeerd. Na enig experimenteren werd de roerder van de denitrificatiereactor ingesteld op een cyclus van 3 seconden roeren bij 30 rpm, gevolgd door 17 seconden niet roeren.

Tabel 3 - Gemiddelde samenstelling van het voorbezonken huishoudelijke afvalwater gedurende de experimentele periode.

parameter	waarde ± standaarddeviatie
pH	7,4 ± 0.5
temperatuur (°C)	9 tot 17
CZV ($mg \cdot l^{-1}$)	362 ± 176
NH_4-N ($mg \cdot l^{-1}$)	47 ± 17
N_{kj}-N ($mg \cdot l^{-1}$)	niet gemeten*
PO_4-P ($mg \cdot l^{-1}$)	5,9 ± 2,3
P_{tot}-P ($mg \cdot l^{-1}$)	niet gemeten*
Mg ($mg \cdot l^{-1}$)	5,1 ± 2,8
Ca ($mg \cdot l^{-1}$)	41 ± 14
alkaliniteit ($meq \cdot l^{-1}$)**	7,5 ± 0,6

** gemiddelde van 6 waarnemingen verspreid over 2 opeenvolgende maanden.
* wel gepland maar niet gemeten (zie verderop)

In eerste instantie werd de denitrificatiereactor van een van de twee proefopstellingen gevoed met 50 $l \cdot h^{-1}$ voorbezonken afvalwater. De reactor werd niet geënt met slib. De bedrijfsvoering staat in Tabel 4 weergegeven. Door continu een $NaNO_3$ oplossing te doseren was de nitraatconcentratie van het afvalwater 60 mg NO_3-$N \cdot l^{-1}$. Daarnaast werd een $CaCl_2$ oplossing toegediend zodat het calciumgehalte van het afvalwater werd opgevoerd van een gemiddelde achtergrondconcentratie van 41 $mg \cdot l^{-1}$ (zie Tabel 3) tot ongeveer 100 $mg \cdot l^{-1}$. De opstroomsnelheid werd ingesteld op 1,8 $m \cdot h^{-1}$ door een deel van het effluent van de denitrificatiereactor te recirculeren (recirculatiefactor 0,11). Gedurende een periode van 5 dagen werd loog aan het influent gedoseerd. Door het influentdebiet te verhogen tot 75 $l \cdot h^{-1}$ en de recirculatiefactor tot 0,85, werd na 60 dagen bedrijfsvoering de opstroomsnelheid verhoogd tot 4,4 $m \cdot h^{-1}$. Bovendien werd gedurende een periode van 20 dagen 200 $mg \cdot l^{-1}$ extra CZV in de vorm van acetaat aan het afvalwater toegevoegd.

Tabel 4 - Bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor met een externe nitraatbron.

periode dag-dag	opstroomsnelheid $m \cdot h^{-1}$	nitraatgehalte* mg NO_3-$N \cdot l^{-1}$	calciumgehalte* $mg \cdot l^{-1}$	extra dosering
0 - 49	1.8	60	100	-
50 - 54	1.8	60	100	loog
55 - 61	1.8	60	100	-
62 - 81	4.4	60	100	acetaat
82 - 89	4.4	60	100	-

* op influentbasis

In de tweede fase van het onderzoek werden beide denitrificatiereactoren geënt met slib uit de rwzi Bennekom en werd vervolgens begonnen met de recirculatie van genitrificeerd effluent (zie ook Figuur 2). In beide opstellingen werd een recirculatiefactor van 4 ingesteld die gedurende de gehele verdere experimentele periode werd gehandhaafd. Tabel 5 geeft een overzicht van de bedrijfsvoering. De opstroomsnelheid in de denitrificatiereactoren werd ingesteld door zowel het influentdebiet als het debiet van het gerecirculeerde effluent aan te passen.

Tabel 5 - Bedrijfsvoering van de twee denitrificatiereactoren met genitrificeerd effluent.

periode dag-dag	proefopstelling 1 Opstroom-snelheid $m \cdot h^{-1}$	Calcium-gehalte $mg \cdot l^{-1}$ in influent	dosering	proefopstelling 2 Opstroom-snelheid $m \cdot h^{-1}$	Calcium-gehalte $mg \cdot l^{-1}$ in influent	dosering
0 - 36	2,1	100	-	2,0	300	-
37 - 48	3	100	-	3	250	-
49 - 81	4	100	-	4	100	-
82 - 109	5,5	100	-	5,5	100	NaOH*
110 - 116	6,8	100	-	6,7	100	NaOH*
117 - 156	4,5	100	-	6,7	100	NaOH*

* dosering in de recirculatielijn zodat de pH van het recirculaat 8,3 of 8,7 was.

2.1.3 Bemonstering en analyses

Van het voorbezonken afvalwater en het effluent van de denitrificatie- en nitrificatiereactoren werden tweemaal per week steekmonsters genomen die werden geanalyseerd op totaal en opgelost CZV, NH_4-N, PO_4-P, NO_3-N, NO_2-N, zwevende stof (NEN) en de gehaltes calcium en magnesium volgens de inductief gekoppeld plasma (ICP) methode (APHA, 1998). Daarnaast werd een aantal maal de alkaliniteit van deze stromen bepaald (NEN). Om zuiveringsrendementen te kunnen berekenen waren analyses van de concentraties N_{kj}-N, N_{tot}-N en P_{tot}-P gepland voor 'stabiele' situaties waarin korrelslib aanwezig was. Echter, omdat nooit sprake is geweest van een dergelijke stabiele situatie zijn deze concentraties uiteindelijk ook nooit gemeten.
Van het slib in de denitrificatiereactoren werd tweemaal per week een monster genomen uit monsterpoorten op 50, 150 en 250 cm hoogte. Van deze monsters werd het gehalte droge stof en het asgehalte gemeten (NEN). Verder werd het slib in de denitrificatiereactor zowel op het oog als microscopisch beoordeeld op de aanwezigheid van korrels.

2.2 Belangrijkste resultaten

Bij de beschrijving van de resultaten wordt onderscheid gemaakt tussen (1) de periode waarin aan één van de twee denitrificatiereactoren een externe nitraatbron werd toegevoegd en (2) de periode waarin voor beide denitrificatierectoren het gerecirculeerde effluent van de nitrificatiereactor als nitraatbron fungeerde.

2.2.1 Externe nitraatbron

De denitrificatiereactor gedroeg zich instabiel. Dit kan verklaard worden door een fluctuerende aanvoer van CZV met influentconcentraties die varieerden tussen 100 en 600 $mg \cdot l^{-1}$ en een onregelmatige uitspoeling van grote hoeveelheden slib. Het slibgehalte in de reactor schommelde hierdoor tussen 2 en 10 $g \cdot l^{-1}$. Het gemiddelde asgehalte van het slib was 20% met uitschieters naar beneden tot 10% en naar boven tot 30%. Door de wisselende aanvoer van CZV en de schommelingen in het slibgehalte was ook het verloop van de denitrificatie zeer instabiel. De denitrificatiesnelheid, berekend uit het verschil tussen de influent- en effluentconcentratie nitraat, varieerde tussen 0 en 45 mg NO_3-$N \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$. Het instabiele gedrag uitte zich ook in regelmatig optredende hoge effluentconcentraties nitriet (tot 20 mg NO_2-$N \cdot l^{-1}$). Door de matige denitrificatie steeg de gemiddelde pH in het influent van 7,36 tot slechts 7,52 in het effluent.
Gedurende de eerste 50 dagen werden geen korrels waargenomen. Uitgaande van de hypothese dat precipitatie van anorganisch materiaal de belangrijkste drijfveer is voor korrelvorming (zie paragraaf 1.2), en dat precipitatie van anorganisch materiaal pas bij hogere pH waarden optreedt, werd gedurende een periode van vijf opeenvolgende dagen NaOH aan het influent gedoseerd. Dit ging gepaard met de vorming van een witte neerslag onderin de reactor waar de pH ongeveer 8,5

was. Echter, de neerslagvorming trad duidelijk op in de bulk en korrelvorming bleef achterwege. Na het stoppen van de NaOH dosering verdween de neerslag snel uit de reactor.
Uit het voorafgaande werd geconcludeerd dat korrelvorming niet met behulp van een externe NaOH dosering kan worden gestimuleerd. Blijkbaar vereist dit een locale pH verhoging in de slibvlokken. Omdat dit alleen kan worden bereikt door de denitrificatiesnelheid te verhogen werd gedurende een periode van 20 opeenvolgende dagen met behulp van een externe acetaatdosering het CZV van het afvalwater met 200 $mg \cdot l^{-1}$ verhoogd. Alhoewel de (volumetrische) denitrificatiesnelheid hierdoor inderdaad steeg (tot maximaal 75 mg NO_3-$N \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$), en de slibvlokken een wat bolvormiger uiterlijk kregen, trad nog steeds geen duidelijke korrelvorming op.
Tegelijk met de acetaatdosering werd de opstroomsnelheid in de reactor verhoogd van 1,8 naar 4,4 $m \cdot h^{-1}$. De achterliggende gedachte was dat een verhoogde opstroomsnelheid de korrelvorming misschien zou kunnen bevorderen (zie paragraaf 1.2). Echter, noch tijdens de acetaatdosering, noch tijdens een periode van 7 dagen na afloop van de acetaatdosering, konden korrels worden waargenomen. Het gevolg van de verhoging van de opstroomsnelheid was dat de hoeveelheid slib in de reactor ongeveer halveerde.

2.2.2 Recirculatie van genitrificeerd effluent

Beide opstellingen vertoonden gedurende de eerste 80 dagen een gedrag dat hier voor proefopstelling 1 is beschreven. Ammonium werd vrijwel volledig in de nitrificatiereactor omgezet (Figuur 3). De incidenteel voorkomende hoge effluentconcentraties ammonium konden toegeschreven worden aan storingen met de pH-regeling en de beluchting. Tevens werd na 30 dagen al het nitraat die vanuit de nitrificatiereactor naar de denitrificatiereactor werd gerecirculeerd daar ook daadwerkelijk verwijderd (Figuur 4). Noch in het effluent van de nitrificatiereactor noch in het effluent van de denitrificatiereactor werden significante concentraties nitriet gemeten. Deze waarnemingen betekenen dat de stikstofverwijderering in de proefopstelling niet CZV-gelimiteerd was en volledig werd bepaald door de hoeveelheid gerecirculeerd nitraat. Het uiteindelijke effluent bevatte gemiddeld nog 7 ± 5 mg NO_3-$N \cdot l^{-1}$. Omdat gegevens over de totale stikstofgehaltes in het influent en effluent ontbreken, kan geen uitspraak worden gedaan over het exacte stikstofverwijderingsrendement.

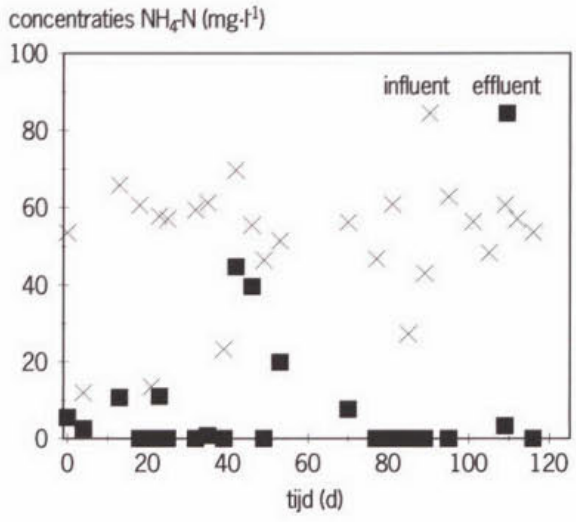


Fig. 3 Concentraties ammonium in het influent en in het effluent van de nitrificatiereactor van opstelling 1.

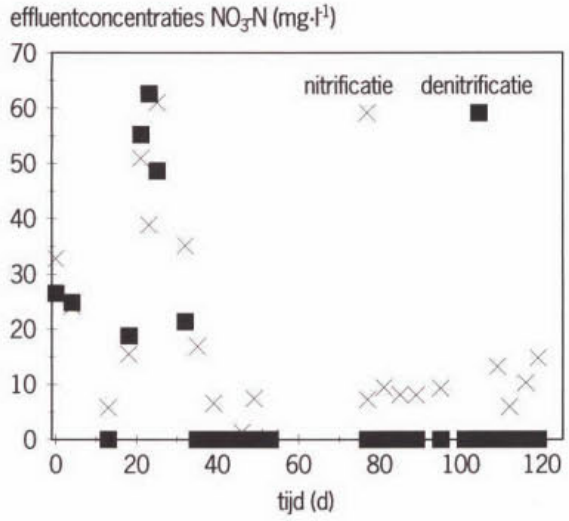


Fig. 4 Concentraties nitraat in het effluent van de nitrificatie- en denitrificatiereactor van opstelling 1.

Het CZV verwijderingsrendement, gebaseerd op het gehele systeem, was gemiddeld 54% maar vertoonde grote uitschieters naar beneden tot 23% en naar boven tot 86%. Dit variabele en gemiddeld lage rendement werd voornamelijk veroorzaakt door onregelmatige uitspoeling van slib uit de denitrificatiereactor. De concentratie droge stof in het effluent van de denitrificatiereactor varieerde tussen 50 en 450 mg·l^{-1}. Dit slib kwam via de nitrificatiereactor grotendeels in het effluent terecht. De gemiddelde concentratie droge stof in het effluent was 153 ± 75 mg·l^{-1}.
Zoals gemeld kwam het gedrag van proefopstelling 2 goed overeen met dat van proefopstelling 1. Alleen waren er wat meer storingen in het nitrificatieproces in proefopstelling 2, waardoor ook wat vaker uitschieters in het effluent ammoniumgehalte werden waargenomen. Ook het gehalte zwevende stof in het effluent was met 180 ± 67 mg·l^{-1} hoger dan in proefopstelling 1.
In figuur 5 en 6 worden achtereenvolgens de ingestelde opstroomsnelheden en de gemeten slibgehaltes in de denitrificatiereactoren (bemonsterd op 50 cm hoogte) van proefopstelling 1 en 2 weergegeven. Figuur 5 laat zien dat zodra de opstroomsnelheid in de denitrificatierecator van proefopstelling 1 van 4 naar 5,5 m·h^{-1} werd verhoogd meer slib begon uit te spoelen en het slibgehalte daalde. Het asgehalte van het slib was gedurende de gehele experimentele periode stabiel met een waarde van 22%. Het slib had een kwastachtige structuur zoals weergegeven in Figuur 7.
In proefopstelling 2 werd in het begin een zeer hoge calciumconcentratie van 300 mg·l^{-1} (op influentbasis) toegepast en deze werd achtereenvolgens stapsgewijs teruggebracht tot 250 mg·l^{-1} en 100 mg·l^{-1}. De hogere calciumconcentraties hadden geen significant effect op de structuur van het slib (zie verderop) en ook het asgehalte van het slib was met 24% vrijwel gelijk aan het asgehalte van het slib in de denitrificatiereactor van opstelling 1 waar het influent calciumgehalte slechts 100 mg·l^{-1} was.

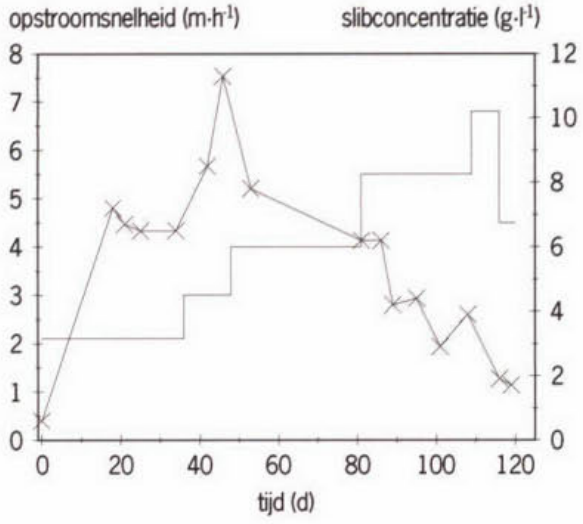


Fig. 5 Verloop van de opstroomsnelheid (--) en slibconcentratie (-×-, op 50 cm hoogte) in de denitrificatiereactor van proefopstelling 1.

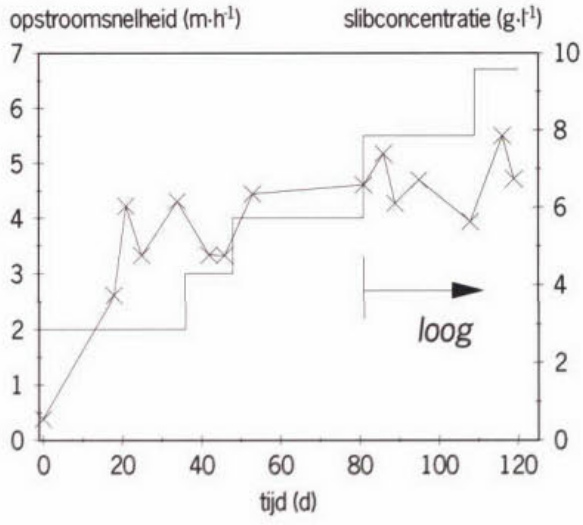


Fig. 6 Verloop van de opstroomsnelheid (--) en slibconcentratie (-×-, op 50 cm hoogte) in de denitrificatiereactor van proefopstelling 2.

Fig. 7 Kwastachtige slibstructuur.

In tegenstelling tot proefopstelling 1 zorgde eenzelfde verhoging van de opstroomsnelheid van 4 naar 5,5 $m \cdot h^{-1}$ in proefopstelling 2 niet voor een daling van het slibgehalte in de denitrificatiereactor (Figuur 6). Waarschijnlijk kan dit verklaard worden doordat tegelijkertijd met de verhoging van de opstroomsnelheid begonnen werd met een loogdosering aan de recirculatiestroom. Dit gebeurde op dusdanige wijze dat de pH van de recirculatiestroom 8,3, en in een later stadium zelfs 8,7 was. De pH in het effluent van de denitrificatiereactor vertoonde een soortgelijke stijging. Het gevolg was dat het asgehalte van het slib in de denitrificatiereactor achtereenvolgens van 24% naar 30% steeg en later zelfs naar 38%. Naar alle waarschijnlijkheid hangt dit samen met een verhoogde neerslagvorming. Echter, de structuur van het slib veranderde niet wezenlijk en had net als in proefopstelling 1 gedurende het gehele experiment een kwastachtige structuur (Figuur 7).

2.3 Discussie

Onderzoek van Klapwijk et al. (1981b) had laten zien dat denitrificerend korrelslib gevormd kan worden uit voorbezonken huishoudelijk afvalwater. De hypothese voor de vorming van dit korreslib was dat denitrificatie een verhoging van de pH geeft, onder die condities een neerslag ontstaat van calcium met fosfaat of met carbonaat en deze neerslag als dragermateriaal voor de korrels fungeert.
Hoewel net als in het onderzoek van Klapwijk et al. (1981b) ook in dit onderzoek voorbezonken huishoudelijk afvalwater van Bennekom is gebruikt, kon de vorming van denitrificerende korrels niet gereproduceerd worden. Ook een verhoging van het calciumgehalte van het afvalwater (tot 300 $mg \cdot l^{-1}$), een verhoging van de pH van het afvalwater of van het genitrificeerde recirculatiewater (in beide gevallen was de pH onderin de denitrificatiereactor hoger dan 8,5), de instelling van verschillende opstroomsnelheden (tussen 2 en 7 $m \cdot h^{-1}$) en een stimulatie van de denitrificatiesnelheid middels een acetaatdosering gaven niet het gewenste resultaat.
De reden voor het achterwege blijven van de korrelvorming blijft onduidelijk. Een mogelijke factor is dat de samenstelling van het afvalwater de laatste 20 jaar behoorlijk is veranderd. Een belangrijk verschil is dat het afvalwater nu veel minder fosfaat bevat dan toen (ongeveer 6-10 $mg \cdot l^{-1}$ ten opzichte van 15-18 $mg \cdot l^{-1}$). Dit kan een effect hebben gehad omdat bij hogere pH fosfaat een neerslag met calcium vormt. Inderdaad lieten Klapwijk et al. (1981b) in hun onderzoek zien dat meer dan 50% van het aangevoerde fosfaat werd verwijderd. In dit onderzoek werd gemiddeld slechts 2,5 mg PO_4-$P \cdot l^{-1}$ verwijderd. Ook is het niet uitgesloten dat andere afvalwatereigenschappen zoals de buffercapaciteit, de ionsterkte en de concentraties van calciumbindende stoffen zoals NTA en EDTA in de loop van de tijd zodanig zijn veranderd dat korrelvorming niet langer mogelijk is.
Naast verschillen in de samenstelling van het afvalwater was ook de proefopstelling die in dit onderzoek werd gebruikt niet exact hetzelfde als de opstelling die door Klapwijk et al. (1981) werd gebruikt. Zij gebruikten een actiefslibinstallatie voor de (nageschakelde) nitrificatie, terwijl in dit onderzoek een biofilmreactor werd gebruikt. In hoeverre dit en eventuele andere kleine verschillen in de proefopstelling een effect hebben gehad op de korrelvorming is niet achterhaald.
Uiteindelijk werd met de volledige configuratie, bestaande uit een voorgeschakelde denitrificatiereactor en een nageschakelde biofilmreactor voor nitrificatie, bij een recirculatiefactor van 4, een calciumconcentratie in het afvalwater van 100 $mg \cdot l^{-1}$ en een maximaal toegepaste opstroomsnelheid van 6,7 $m \cdot h^{-1}$ een goede denitrificatie bereikt in die zin dat al het gerecirculeerde nitraat kon worden omgezet. Opvallend was dat een loogdosering aan het gerecirculeerde water duidelijk een positief effect op de slibretentie in de denitrificatiereactor had. Dit ging gepaard met een verhoging van het asgehalte van het denitrificerende slib tot ongeveer 40%.
De hypothese dat het ontstaan van neerslagen dus in een beter bezinkbaar slib resulteert lijkt hierdoor ondersteund te worden. Echter, korrels werden niet gevormd en dus spelen blijkbaar ook andere mechanismen dan alleen precipitatie een belangrijke rol bij de korrelvorming. Nader onderzoek naar deze mechanismen is dan ook noodzakelijk om meer inzicht te verkrijgen.

3 Economische haalbaarheid

Parallel aan het experimentele onderzoek door Wageningen Universteit heeft DHV een studie uitgevoerd naar de economische haalbaarheid van een rwzi die is gebaseerd op een denitrificerende korrelreactor. Hiertoe zijn de kosten voor een dergelijk systeem, te bouwen voor een bepaalde range van vuillasten, vergeleken met een aantal gangbare opties die zijn gebaseerd op conventionele actiefslibsystemen. Allereerst worden de gehanteerde uitgangspunten m.b.t. het te behandelen afvalwater, de effluenteisen en de kosten beschreven. Vervolgens worden het ontwerp en de kosten van de referentiesystemen en de compactsystemen die gebaseerd zijn op denitrificerende korrelreactoren behandeld. Tenslotte worden de kosten van deze systemen met elkaar vergeleken.

3.1 Uitgangspunten

Capaciteit en afvalwatersamenstelling - Voor de capaciteit is uitgegaan van een range voor de vuillast tussen 60.000 en 190.000 v.e. à 136 g TZV. Voor de concentraties van de verschillende bestanddelen is uitgegaan van de standaardsamenstelling zoals is vastgesteld in eerder STOWA onderzoek (STOWA, 1998). De verdeling tussen opgeloste en onopgeloste delen is gebaseerd op de resultaten van datzelfde onderzoek waarbij de colloïdale deeltjes (met een diameter tussen 0.1 en 5 µm) zijn opgeteld bij de onopgeloste delen. In Tabel 6 zijn de uitgangsgegevens voor de afvalwatersamenstelling en de debieten samengevat.

Tabel 6 - Afvalwatersamenstelling en hoeveelheid.

Samenstelling	Opgelost ($mg \cdot l^{-1}$)	Onopgelost ($mg \cdot l^{-1}$)	Totaal ($mg \cdot l^{-1}$)
CZV	216	384	600
Zwevende stof	n.v.t	250	250
N_{kj}-N	45,7	9,3	55
P_{tot}-P			9
Debiet	Eenheid	Waarde	
Gemiddelde aanvoer	l/(ve·d)	160	
RWA	l/(ve·h)	34	

Tabel 7 geeft de gehanteerde rendementen van voorbezinking zonder en met preprecipitatie.

Tabel 7 - Rendement voorbezinking met en zonder preprecipitatie.

Samenstelling	Voorbezinking	Voorbezinking met preprecipitatie
CZV	31%	53%
Zwevende stof	51%	80%
N_{kj}-N*	7%	19%
P_{tot}-P	7%	70%

* exclusief de N-vracht in het retourwater van de slibverwerking

Effluenteisen - Voor de effluentkwaliteit wordt uitgegaan van de eisen zoals deze zijn opgenomen in het Lozingenbesluit voor stedelijk afvalwater en die zijn weergegeven in Tabel 8. Maatgevend voor het ontwerp zijn de eisen ten aanzien van stikstof en fosfaat.

Tabel 8 - Effluenteisen.

Parameter	Waarde ($mg \cdot l^{-1}$)	Type eis
CZV	125	Daggemiddelde
BZV	20	Daggemiddelde
Zwevende stof	30	Daggemiddelde
N_{tot}-N	10	Jaargemiddelde
P_{tot}-P	1	Voortschrijdend gemiddelde van tien waarnemingen

Kostenramingen - In Tabellen 9 en 10 worden respectievelijk de uitgangspunten voor berekening van de kapitaalslasten en expolitatiekosten weergegeven. De kapitaalslasten zijn berekend op basis van annuïteit.

Tabel 9 - Uitgangspunten kapitaallasten.

Kostenfactor	Eenheid	Waarde
Afschrijving civiele delen	jaar	30
Afschrijving werktuigbouwkundige delen	jaar	15
Afschrijving elektrotechnische delen	jaar	15
Rente	%	6

Tabel 10 - Uitgangspunten exploitatiekosten.

Kostenpost	Eenheid	Waarde
Elektriciteit	$€ \cdot kWh^{-1}$	0,054
Slibafzet	$€ \cdot ton^{-1}ds$	318
Ijzerchloride (41%)	$€ \cdot ton^{-1}$	113
Polyelectroliet (vloeibaar, 50%)	$€ \cdot kg^{-1}$ actief	3,6
Methanol	$€ \cdot ton^{-1}$	681
Onderhoudskosten civiele delen	%	0,5
Onderhoudskosten werktuigbouwkundige delen	%	2
Onderhoudskosten elektrische delen	%	2

Ruimtebeslag en grondprijs - Het ruimtebeslag is berekend aan de hand van de som van de oppervlakken van de procesonderdelen en de gebouwen, vermenigvuldigd met een factor 1,3. Voor de grondprijs is bij de kostenberekeningen uitgegaan van 22,7 $€ \cdot m^{-2}$. Voor de berekening van de jaarlijkse lasten voor de grondaankoop is alleen rekening gehouden met rentelasten en niet met een afschrijvingstermijn. Uitgangspunt hierbij is dat de waarde van de grond minimaal gelijk blijft aan de aankoopprijs.

3.2 Referentiesystemen

Inleiding – Er is niet voor één vaste capaciteit gekozen maar voor een range tussen 60.000 en 190.000 v.e.. Verder zijn drie typen conventionele actiefslibsystemen (AS) als referentie genomen. Deze zijn:

- een actiefslibsysteem (AS) met voorbezinking, biologische fosfaatverwijdering (bio-P) en aanvullende chemische fosfaatverwijdering en slibgisting. Dit systeem leidt bij hogere capaciteiten tot de laagste kosten;
- een actiefslibsysteem met voorbezinking, preprecipitatie en slibgisting. Dit type zuivering is meegenomen omdat de voorbehandeling (voorbezinking met preprecipitatie) hetzelfde is als bij de uitgewerkte varianten op basis van compactsystemen;

- een actiefslibsysteem met biologische fosfaatverwijdering en aanvullende simultane fosfaat-verwijdering. Bij lagere capaciteiten leidt dit type rwzi tot de laagste kosten.

In bijlage A zijn globale processchema's van de bovengenoemde referentievarianten opgenomen.

Ontwerpuitgangspunten - De volgende ontwerpuitgangspunten zijn gehanteerd:

- ontwerptemperatuur van 10 °C;
- maximale hydraulische belasting van 4 $m \cdot h^{-1}$ voor voorbezinktanks;
- Me/P-verhouding betrokken op influent ($mol \cdot mol^{-1}$):

  AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting: 0,2
  AS met voorbezinking, preprecipitatie en slibgisting: 1,5
  AS met Bio-P: 0,2

- poly-electrolietdosering bij preprecipitatie van 0,8 $g \cdot m^{-3}$;
- berekening volgens Kayser (1983) en STOWA voor de N_{tot}-verwijdering
- voordenitrificatieruimte van 20% van het beluchtingsvolume;
- berekening van de slibproductie volgens Chudoba;
- beluchting door middel van oppervlaktebeluchters met een efficiency van 2,0 kg $O_2 \cdot kWh^{-1}$;
- berekening volgens Beuthe (1970) voor de beluchtingscapaciteit;
- Slibvolumeindex (SVI) bedraagt 150 $ml \cdot g^{-1}ds$;
- STORA-richtlijnen voor het ontwerp van nabezinktanks (1983);
- gravitaire indikking voor primair slib;
- mechanische indikking voor surplus slib;
- verblijftijd van 20 dagen in de slibgisting;
- ontwatering door middel van centrifuges;
- polyelectrolietdosering voor ontwatering van 24 $g \cdot kg^{-1}ds$;
- gehalte van 25% voor ontwaterd slib.

In Tabel 11 zijn de ontwerpbelastingen van de beluchtingstank voor de verschillende referentievarianten weergegeven. Deze ontwerpbelastingen zijn gebaseerd op het biologisch deel van het slib.

Tabel 11 - Ontwerpbelastingen beluchtingstanks referentievarianten.

variant	CZV ($kgCZV \cdot kg^{-1}ds \cdot d^{-1}$)	N_{kj}-N ($kgN_{kj}\text{-}N \cdot kg^{-1}ds \cdot d^{-1}$)
1) AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting	0,14	0,018
2) AS met voorbezinking, preprecipitatie en slibgisting	0,11	0,019
3) AS met Bio-P	0,16	0,014

Dimensies en kosten - De bedrijfsvoeringskosten zijn berekend aan de hand van de maatgevende kostenposten. Dit zijn achtereenvolgens de kosten voor slibafvoer, elektriciteitsgebruik van de beluchters, chemicaliën en onderhoud. Voor de varianten met slibgisting is het elektriciteitsverbruik van de beluchters gecorrigeerd voor de hoeveelheid opgewekte elektriciteit uit biogas.
In Figuren 8 en 9 zijn achtereenvolgens de stichtingskosten en de totale specifieke jaarlijkse kosten (kapitaalslasten en bedrijfsvoeringskosten) weergegeven als functie van de capaciteit tussen 60.000 en 190.000 v.e. Uit Figuur 8 blijkt, in lijn met de verwachting, dat de stichtingskosten van de variant "AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting" het hoogst zijn. De variant "AS met Bio-P" leidt tot de laagste stichtingskosten.
Op basis van de totale specifieke jaarlijkse kosten blijkt dat de variant "AS met voorbezinking, preprecipitatie en slibgisting" over de gehele linie het duurst is (Figuur 9). In vergelijking met de variant "AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting" zijn de bedrijfsvoeringskosten aanzienlijk

hoger, hetgeen wordt veroorzaakt door een hogere slibproductie en een hoger chemicaliënverbruik ten behoeve van de fosfaatverwijdering. Vergeleken met de variant "AS met Bio-P" zijn de hogere kapitaalslasten en chemicaliënkosten debet aan het kostenverschil. De referentievarianten "AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting" en "AS met Bio-P" ontlopen elkaar niet veel.

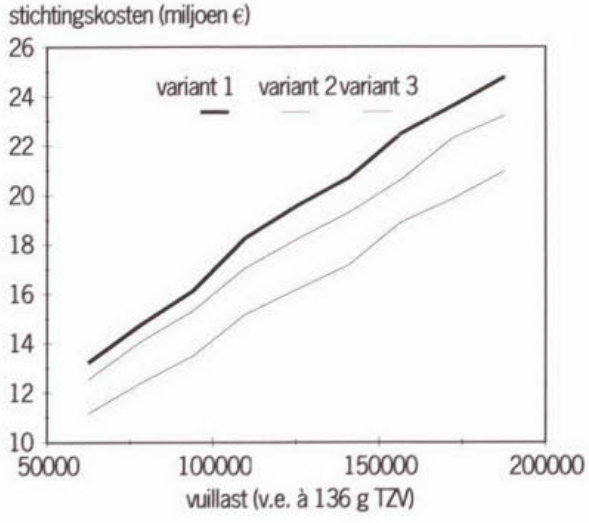


Fig. 8 Stichtingskosten referentievarianten (1 = AS met voorbezinking, bio-P en slibgisting, 2 = AS met voorbezinking, preprecipitatie, en slibgisting, 3 = AS met bio-P).

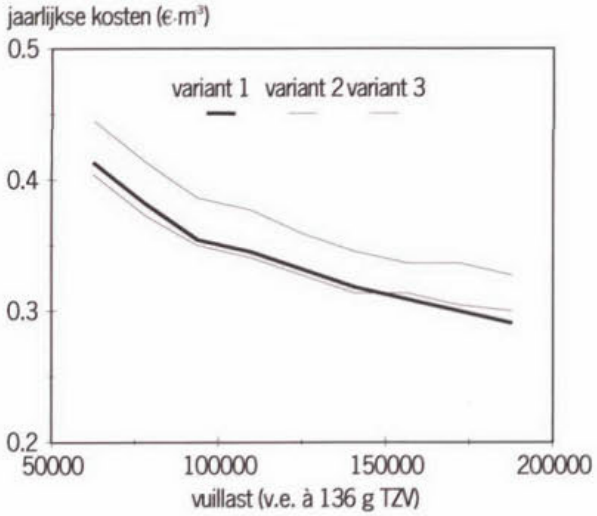


Fig. 9 Totale specifieke jaarlijkse kosten referentievarianten (1 = AS met voorbezinking, bio-P en slibgisting, 2 = AS met voorbezinking, preprecipitatie, en slibgisting, 3 = AS met bio-P).

3.3 Compactsystemen

Inleiding - In deze paragraaf zijn twee varianten van een rwzi op basis van compactsystemen uitgewerkt. Het verschil tussen deze varianten is het type denitrificatiereactor. Bij de ene variant is uitgegaan van denitrificerende continue zandfilters en bij de andere van denitrificerende korrelslibreactoren. Denitrificerende continue zandfilters zijn gekozen omdat ze compact zijn en in de praktijk ook worden toegepast. Er is voor een rwzi op basis van compactsystemen gekozen om een vergelijking te kunnen maken met een overeenkomstig systeem met een aparte en compacte denitrificatiereactor. Bij andere technologieën zoals het actiefslibsysteem, de airliftreactor en het Moving Bed Process van Kaldnes kan het (voor)denitrificatieproces goed met de CZV-verwijdering en de nitrificatie worden geïntegreerd. Voor de voorbehandeling is uitgegaan van voorbezinking met preprecipitatie. De slibbehandeling lijkt op hoofdlijnen op de slibbehandeling van de conventionele actiefslibsystemen. Het enige verschil is dat het surplusslib van de compactsystemen niet apart wordt ingedikt maar samen met het primaire slib. Er is vanuit gegaan dat het spoelwater van de denitrificerende zandfilters en de nitrificerende filters naar de voorbezinktanks wordt gevoerd. Voor de eenvormigheid is er ook vanuit gegaan dat het surplusslib van de denitrificerende korrelslibreactoren naar de voorbezinktanks wordt gevoerd. In bijlage B zijn de processchema's van de uitgewerkte varianten weergegeven.

Ontwerpuitgangspunten - Voor de voorbezinking met ijzer- en polyelectrolietdosering wordt naar paragraaf 3.2 verwezen. Bij compactsystemen zijn twee ontwerpparameters van belang, namelijk de hydraulische belasting (eventueel inclusief recirculatie) en de biologische belasting. De ontwerpparameter die de grootste reactor tot gevolg heeft, hydraulische versus biologische belasting, is maatgevend. Voor de hydraulische belasting van de voordenitrificatie- en nitrificatiereactoren wordt uitgegaan van de maximale DWA. Uitgangspunt hierbij is dat onder RWA-condities de recirculatie wordt verminderd zodat hiermee de hydraulische belasting in de hand kan worden gehouden. De volgende ontwerpparameters zijn gehanteerd:

Denitrificerende korrelslibreactoren

Hydraulische belasting (incl. recirculatie)	:	10 $m \cdot h^{-1}$
Nitraatbelasting	:	2,5 $kgNO_3\text{-}N \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$
Hoogte	:	3 m
Verwijderingsrendement nitraat	:	90%

Denitrificerende zandfilters

Nitraatbelasting	:	1,8 $kgNO_3\text{-}N \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)
Maximale hydraulische belasting	:	20 $m \cdot h^{-1}$
Bedhoogte	:	2,5 m
Spoelwaterdebiet	:	1 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}_{\text{filteroppervlak}}$
Verblijftijd spoelwaterbuffer	:	2 h
Verwijderingsrendement nitraat	:	90%

Nitrificerend filter

Ammoniumbelasting	:	0,7 $NH_4\text{-}N \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$
Maximale hydraulische belasting	:	8 $m \cdot h^{-1}$
Reactorhoogte	:	3 m
Spoelwaterdebiet	:	20 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}_{\text{filteroppervlak}}$
Verwijderingsrendement ammonium	:	90%

Verwijderingsrendementen

Voor de verwijderingsrendementen van CZV en zwevende stoffen is uitgegaan van de in tabel 12 weergegeven waarden.

Tabel 12 - Verwijderingsrendementen voor CZV, BZV en zwevende stoffen.

Parameter	Onopgelost	Opgelost
Denitrificerende korrelslibreactoren en denitrificerende zandfilters		
CZV	40%	afhankelijk van NO_3-belasting en – verwijderingsrendement
zwevende stof	50%	n.v.t.
Nitrificerende filters		
CZV	10%	85%
zwevende stof	10%	n.v.t.

Overige uitgangspunten

Methanolverbruik	:	2,75 $kg \cdot kg^{-1} NO_3\text{-}N_{verwijderd}$
Surplus slibproductie opgelost CZV	:	0,1 $kg\ ds \cdot kg^{-1} CZV_{afgebroken}$
Stikstofgehalte surplus slib	:	5%
Gloeirest surplus slib	:	25%
CZV-verbruik denitrificatie	:	2,86 $kg\ CZV \cdot kg^{-1} NO_3\text{-}N_{verwijderd}$

Effluentkwaliteit - In Tabel 13 is de effluentkwaliteit weergegeven van de afloop van de nitrificerende filters. Uitgangspunt hierbij is een recirculatiefactor van 1. Het nitraatgehalte in het effluent van de nitrificerende filters is nog aanzienlijk zodat een verdere behandeling in een nadenitrificatie noodzakelijk is.
Dit resulteert in de effluentkwaliteit zoals weergegeven in Tabel 14.

Tabel 13 - Effluentsamenstelling van nitrificerende filters.

Samenstelling	Opgelost ($mg \cdot l^{-1}$)	Onopgelost ($mg \cdot l^{-1}$)	Totaal ($mg \cdot l^{-1}$)
CZV	12	26	38
zwevende stof	n.v.t.	14	14
N_{kj}-N	2,6	0,7	3,3
Nitraat	25	n.v.t.	25

Tabel 14 - Effluentsamenstelling nadenitrificatie.

Samenstelling	Opgelost ($mg \cdot l^{-1}$)	Onopgelost ($mg \cdot l^{-1}$)	Totaal ($mg \cdot l^{-1}$)
CZV	2	26	28
zwevende stof	n.v.t.	15	15
N_{kj}-N	2,6	0,7	3,3
Nitraat	6,7	nvt	6,7

Kosten - Bij het ontwerp is uitgegaan van een recirculatiefactor van 1. In Figuren 10 en 11 zijn respectievelijk de stichtingskosten en de totale specifieke jaarlijkse kosten (kapitaalslasten en operationele kosten) weergegeven als functie van de capaciteit. Uit Figuur 10 blijkt de variant met denitrificerende korrelslibreactoren aanzienlijk goedkoper te zijn dan de variant met denitrificerende zandfilters. Beide in Figuur 10 weergegeven varianten zijn echter duurder dan conventionele actiefslibsystemen (Figuur 8). Uit een vergelijking van Figuren 11 met Figuur 9 blijkt hetzelfde te gelden voor de totale specifieke jaarlijkse kosten.

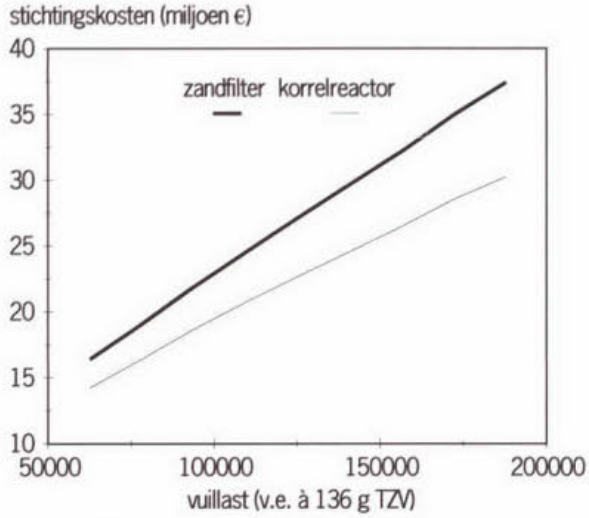


Fig. 10 Stichtingskosten compactsystemen.

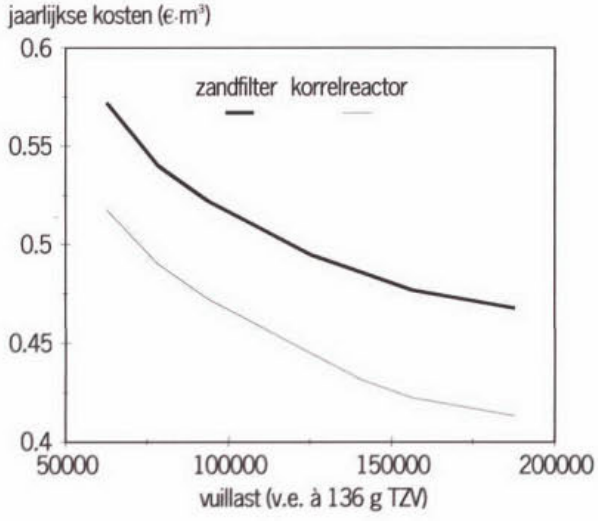


Fig. 11 Totale specifieke jaarlijkse kosten compactsystemen.

Gevoeligheidsanalyse - In deze paragraaf is voor een aantal belangrijke ontwerpparameters en randvoorwaarden een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Uitgangspunt hierbij is een rwzi op basis van compactsystemen met denitrificerende korrelslibreactoren bij een capaciteit van 120.000 v.e.

Recirculatiefactor

In Figuur12 is de gevoeligheid van de stichtingskosten en de totale specifieke jaarlijkse kosten voor de recirculatiefactor weergegeven. Bij een toenemende recirculatiefactor neemt het methanolverbruik af en daarmee ook de kosten voor de nadenitrificatie. De stichtingskosten voor de voordenitrificatie en de nitrificatie nemen echter sterk toe. De knik in de grafiek voor de totale specifieke jaarlijkse lasten is als volgt te verklaren: bij een recirculatiefactor van 1 is het ontwerp van het nitrificerend vastbed biologisch bepaald. Voor een vergaande denitrificatie (NO_3-N < 3 mgl^{-1}) is doorgaans een recirculatiefactor nodig van 3 à 4. Vanaf een recirculatiefactor van 2 is de dimensionering echter hydraulisch bepaald. De dimensionering van de voor- en nadenitrificatie is over het gehele traject hydraulisch bepaald. Uit Figuur 12 blijkt dat de totale specifieke jaarlijkse kosten bij een toenemende recirculatiefactor sterk toenemen. Het is dan ook de vraag of bij deze hogere recirculatiefactoren hydraulisch bepaalde systemen voor nitrificatie, zoals nitrificerende zandfilters, de optimale oplossing zijn.

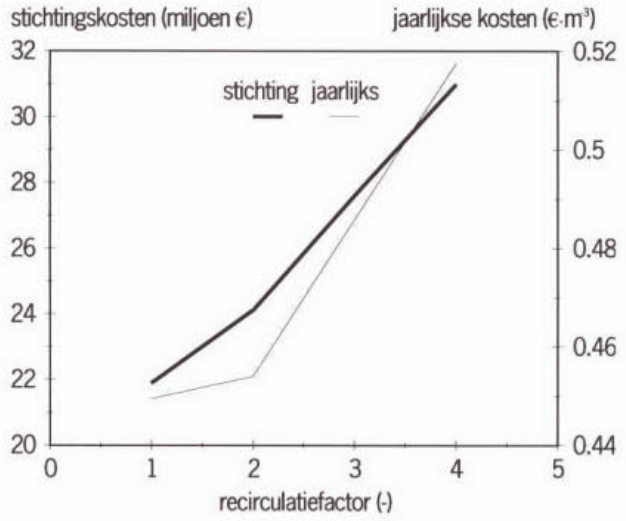


Fig. 12 Invloed van de recirculatiefactor op stichtingskosten en totale jaarlijkse kosten van compactsystemen gebaseerd op denitrificerende korrelreactoren (schaal: 120.000 v.e.).

Maximale DWA

Uitgangspunt is een maximale DWA op basis van 9,5 uur. In Figuur 13 is de invloed weergegeven van de maximale DWA. De RWA is hierbij constant gehouden op 4000 $m^3 \cdot h^{-1}$.
De stichtingskosten en de totale specifieke jaarlijkse kosten nemen af bij een lagere maximale DWA. De kosten blijven echter hoger in vergelijking met de referentievarianten (zie Figuren 8 en 9).

Grondprijs

De invloed van de grondprijs is tot uitdrukking gebracht in Figuur 14 waarin zowel referentie-variant 1 (AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting) als een rwzi op basis van compactsystemen met denitrificerende korrelslibreactoren zijn weergegeven. Het omslagpunt tussen beide technologieën ligt bij een grondprijs van 1180 €·m^{-2} terwijl de grondprijzen in Nederland op dit moment variëren tussen 45 en 772 €·m^{-2}.

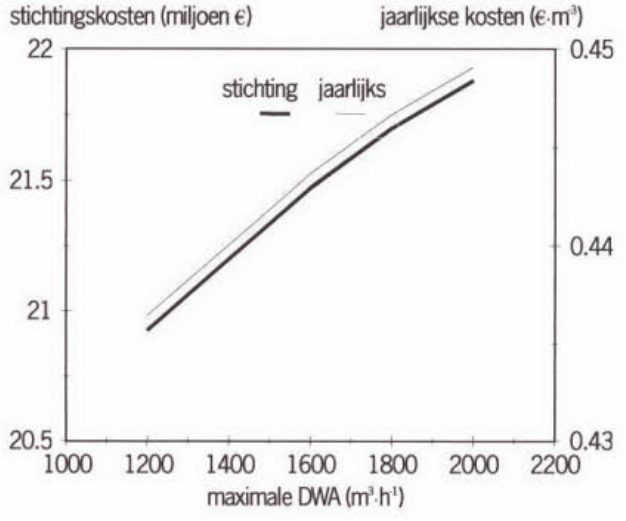


Fig. 13 Invloed maximale DWA op stichtingskosten en totale jaarlijkse kosten van een systeem gebaseerd op denitrificerende korrelreactoren (schaal: 120.000 v.e.).

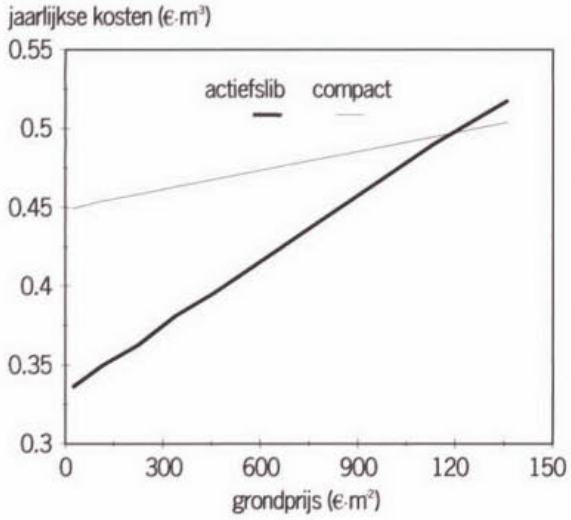


Fig. 14 Invloed van de grondprijs op totale specifieke jaarlijkse kosten (schaal: 120.000 v.e.).

Hydraulische belasting denitrificerende korrelslibreactoren

In Figuur 15 is de invloed van de hydraulische ontwerpbelasting van de denitrificerende korrelslibreactor op de kosten weergegeven. Hieruit blijkt dat de kosten afnemen met een toenemende hydraulische belasting, maar niet zodanig dat de totale specifieke jaarlijkse lasten lager worden in vergelijking met de referentievarianten.

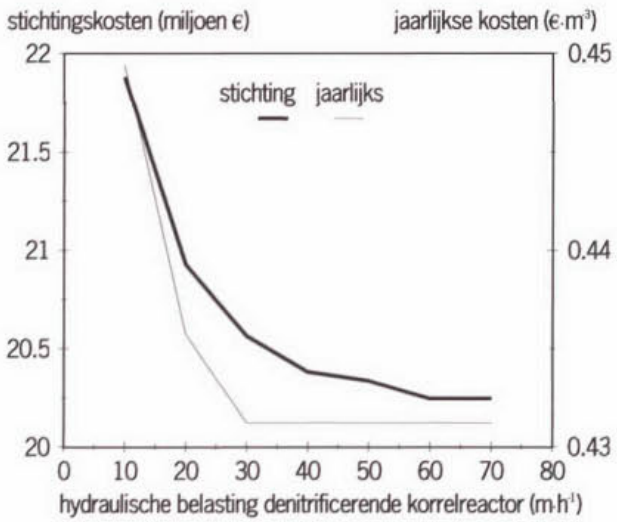


Fig. 15 Invloed hydraulische ontwerpbelasting denitrificerende korrelslibreactoren (schaal: 120.000 v.e.).

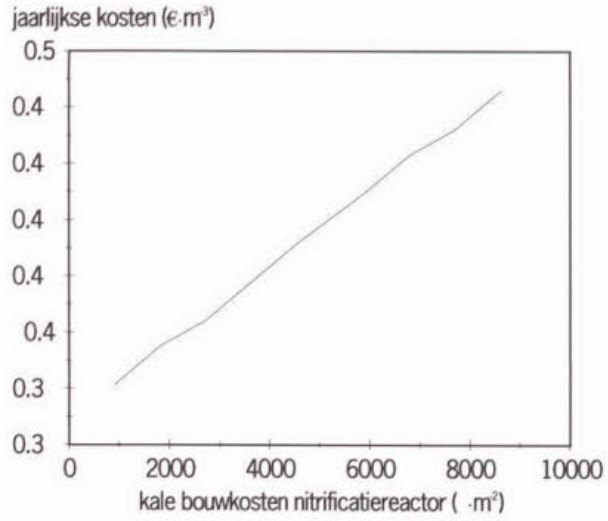


Fig. 16 Gevoeligheid civiele bouwkosten nitrificatiereactoren (schaal: 120.000 v.e.).

Gevoeligheid kosten nitrificatiereactor
De civiele bouwkosten van de nitrificatiereactoren bedragen ongeveer 32% van de totale bouwkosten. Hierbij is uitgegaan van 5900 $€·m^{-2}_{filteroppervlak}$. In Figuur 16 is de gevoeligheid van de totale specifieke jaarlijkse kosten voor de civiele bouwkosten van de nitrificatiereactoren weergegeven. Zelfs als de bouwkosten van de nitrificatiereactoren met meer dan een factor 6 worden verlaagd, blijven de referentievarianten met biologische fosfaatverwijdering goedkoper (met een prijs van ca 0,34 $€·m^{-3}$).

3.4 Evaluatie

De referentievarianten met biologische fosfaatverwijdering zijn financieel het aantrekkelijkst in vergelijking met de referentievariant met chemische fosfaatverwijdering. Chemische fosfaatverwijdering leidt tot een hogere slibproductie en een hoog chemicaliënverbruik. De verschillen tussen de referentievarianten 1 en 3 ("AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting" en "AS met Bio-P") zijn klein.
Geconcludeerd kan worden dat voor nieuwbouwsituaties een rwzi op basis van compactsystemen 25-40% duurder is dan een conventioneel actiefslibsysteem. Een rwzi op basis van compactsystemen waarin denitrificerende korrelslibreactoren zijn opgenomen, is wel 20-30% goedkoper in vergelijking met de variant met denitrificerende zandfilters.
Een grondprijs van 1180 $€·m^{-2}$ is het break-even punt in de vergelijking tussen een conventionele rwzi en een rwzi op basis van compactsystemen met denitrificerende korrelslibreactoren (capaciteit 120.000 v.e.). Deze grondprijs ligt evenwel duidelijk boven het in Nederland gangbare niveau. Verder is de hydraulische belasting een doorslaggevende ontwerpparameter en nemen de kosten derhalve bij een toenemende recirculatiefactor sterk toe.
Denitrificerende korrelslibreactoren kunnen wel een aantrekkelijk alternatief zijn als nageschakeld denitrificatieproces, zeker in vergelijking met een continu denitrificerend zandfilter.
In bestaande rwzi's waarbij de stikstofverwijderingscapaciteit moet worden uitgebreid en waarbij weinig ruimte is en geen mogelijkheden voor integratie van denitrificatie in het bestaande systeem, kunnen anoxische korrelslibreactoren een alternatief zijn voor denitrificerende zandilters. Een belangrijk aandachtspunt hierbij is de uitspoeling van zwevende stof. Indien de denitrificerende korrelslibreactor wordt ingezet als voordenitrificatiestap, is de uitspoeling van zwevende stof in de meeste gevallen geen probleem omdat deze zullen worden afgescheiden in de nabezinktanks. Als denitrificerende korrelslibreactoren worden ingezet als nageschakelde techniek is het voorkomen van het uitspoelen van zwevende stof uiteraard wel van groot belang. Mogelijk is in dit geval een extra behandelingsstap voor het verwijderen van zwevende stof noodzakelijk.

4 Conclusies

In de experimentele studie bleek dat in een opwaarts doorstroomde reactor geen denitrificerend korrelslib werd gevormd met (voorbezonken) huishoudelijk afvalwater, noch met een externe nitraatbron, noch met genitrificeerd effluent als nitraatbron. Alhoewel op basis van eerder onderzoek werd aangenomen dat hogere calciumgehaltes van het afvalwater (tot 300 $mg \cdot l^{-1}$) en toevoeging van loog (tot een pH van 8,7 in de denitrificatiereactor) de vorming van denitrificerend korrelslib zouden moeten stimuleren bleek dit in praktijk niet het geval te zijn. Ook de toevoeging van extra snel-biodegradeerbare CZV in de vorm van acetaat (tot 200 $mg \cdot l^{-1}$) kon geen korrelvorming initiëren. Een hogere pH resulteerde wel in een verhoging van het asgehalte van het slib, dat een kwastachtige structuur had, en dit resulteerde in een verbeterde slibretentie. Hierdoor konden opstroomsnelheden tot 7 $m \cdot h^{-1}$ gehandhaafd konden worden zonder dat dit ten koste ging van de denitrificatiecapaciteit.

Uit de economische evaluatie bleek dat voor nieuwbouwsituaties een compactsysteem gebaseerd op denitrificerend korrelslib niet met conventionele (biologisch defosfaterende) actiefslibsystemen kan concurreren. Zowel de stichtingskosten als de specifieke jaarlijkse kosten zijn aanzienlijk hoger. Pas bij een grondprijs van 1180 $€ \cdot m^{-2}$ die ver boven de gangbare grondprijzen ligt wordt een systeem op basis van denitrificerend korrelslib wellicht economisch aantrekkelijk.

Samengevat kan dus geconcludeerd worden dat zowel het experimentele onderzoek als de economische analyse hebben laten zien dat de toepassing van denitrificerend korrelslib onder de huidige omstandigheden niet haalbaar is.

5 Literatuur

APHA (1998), Standard methods for the examination of water and wastewater, APHA.

Beuthe, C.G. (1970), Über den Sauerstoffbedarf bei der biologischen Abwasserreinigung nach dem Belebtschlammverfahren. Teil 1, GWF-wasser/abwasser, 111, H 12.

Borzacconi, L., Ottonello, G., Castelló, E., Pelazez, H., Gazzola, A., Viñaz, M. (1999), Denitrification in a carbon and nitrogen removal system for leachate treatment: performance of a USB reactor, Wat. Sci. Tech., Vol. 40, pp. 145-151.

Chudoba, J., Tucek, F. Production, degradation, and composition of activated sludge in aeration systems without primary sedimentation., Journal WPCF, Volume 57, No. 3.

Cuervo-López, Martinez, F., Gutiérrez-Rojas, M.m Noyala, R.A., Gómez, J. (1999), Effect of nitrogen loading rate and carbon source on denitrification and sludge settleability in UASB reactors, Wat. Sci. tech., Vol. 40, pp. 123-130.

Green, M., Tarre, S., Schnitzer, M., Bogdan, B., Armon, R., Shelef, G. (1994), Groundwater denitrification using upflow sludge blanket reactor, Wat. Res., Vol. 28, pp. 631-637.

Van der Hoek, J. (1987), Granulation of denitrifying sludge, In "Proceedings of the Gasmat workshop: Granular Anaerobic sludge: microbiology and technology, Lettinga, G., Zehnder, A. Grotenhuis, J., Hushoff-Pol, L. (eds), pp. 203-210

Kayser, R. (1983), Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation-Denitrifikation, GWF-wasser/abwasser, 124, H 9.

Miyaji, Y., Kato, K. (1975), Biological Treatment of industrial wastes water by using nitrate as an oxygen source, Wat. Res., Vol. 9, pp. 95-101.

Klapwijk, A., v.d. Hoeven, J.C.M., Lettinga, G. (1981a), Biological denitrification in an upflow sludge blanker reactor, Wat. Res., Vol. 15, pp. 1-6.

Klapwijk, A., Smit, H., Moore, A. (1981b), Denitrification of domestoc wastewater in an upflow sludge-blanket reactor without carrier material for the biomass, In "Biological fluidised bed treatment of water and wastewater", Cooper, P.F., Atkinson, B,, ed., pp. 205-220.

Kratochvil, K., Wase, D.A.J., Forster, C.F. (1996), The formation and characterization of a granualr sludge in an anoxic USB reactor, Trans IChemE, Vol. 74, part B, pp. 94-98.

Laurono, C.N., Siñeriz, F. (1991), Denitrification by thermophilic soil bacteria with ethanol as substrate in a USB reactor, Biotechn. Letters, Vol. 13, pp. 299-304.

Rouse, J.D., Sumida, K., Kida, K., Furokawa, K. (1999), Maintainability of denitrifying granular sludge in soft to marginally hard waters in an upflow sludge-blanket reactor, Env. Tech., Vol. 20, pp. 219-225.

STORA (1981), Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces, ronde nabezinktanks: ontwerpgegevens en bedrijfservaring, STORA rapport nr. 81-11.

STOWA (1998), Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater: identificatie en evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysische/chemische voorzuivering, STOWA rapport nr, 98-29.

Tarre, S., Amon, R., Shelef, G., Green, M. (1994), Effects of water characteristics on granualr sludge formation in a USB reactor for denitrification of drinking water, Wat. Sci. Tech., Vol. 30, pp. 141-147.

Tarre, S., Moshe, A., Green, M. (2000), Denitrification of greenhouse leachates in an upflow sludge blanket reactor, Wat. Sci. Tech., Vol. 41, pp. 95-100.

Bijlage A - Processchema's referentiesystemen

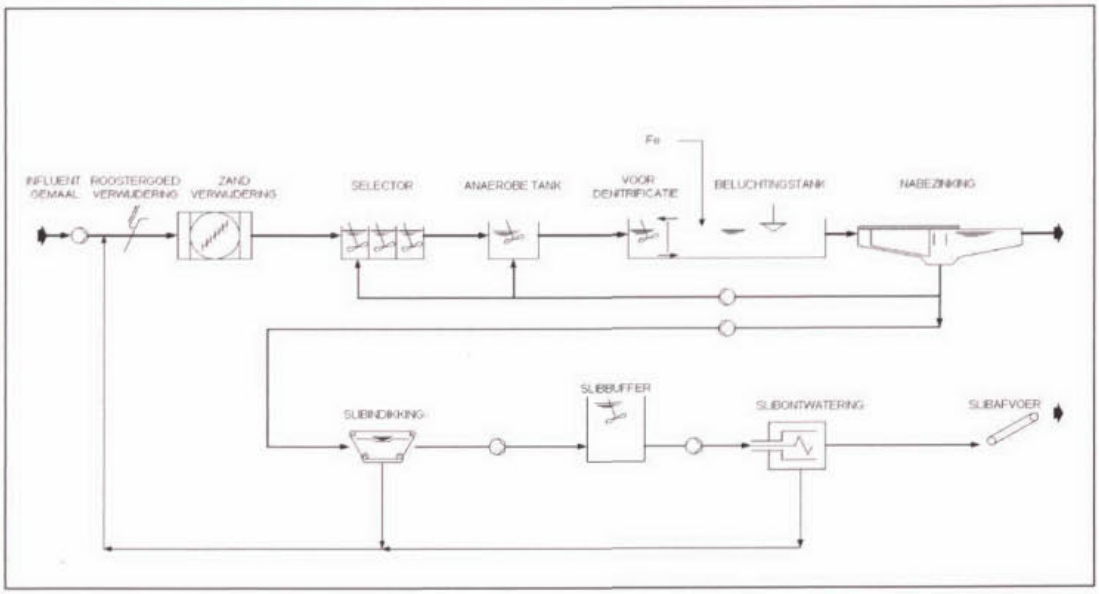


Fig. 17 Processchema AS met voorbezinking, Bio-P en slibgisting.

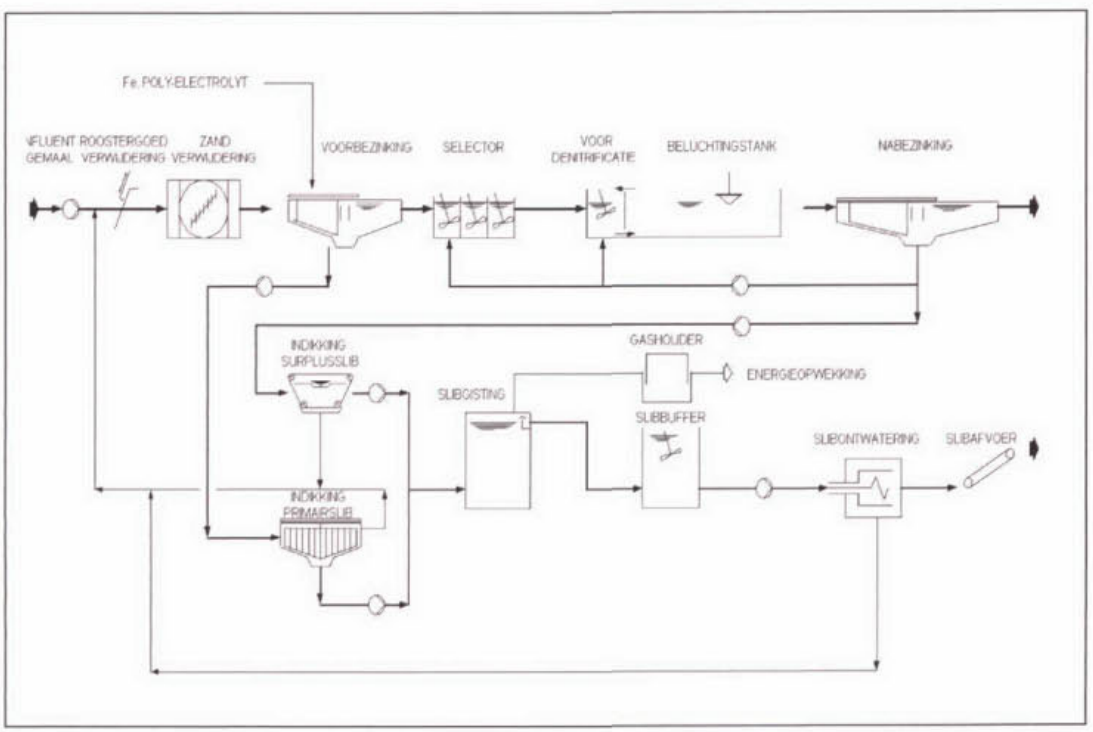


Fig. 18 Processchema AS met voorbezinking, preprecipitatie en slibgisting.

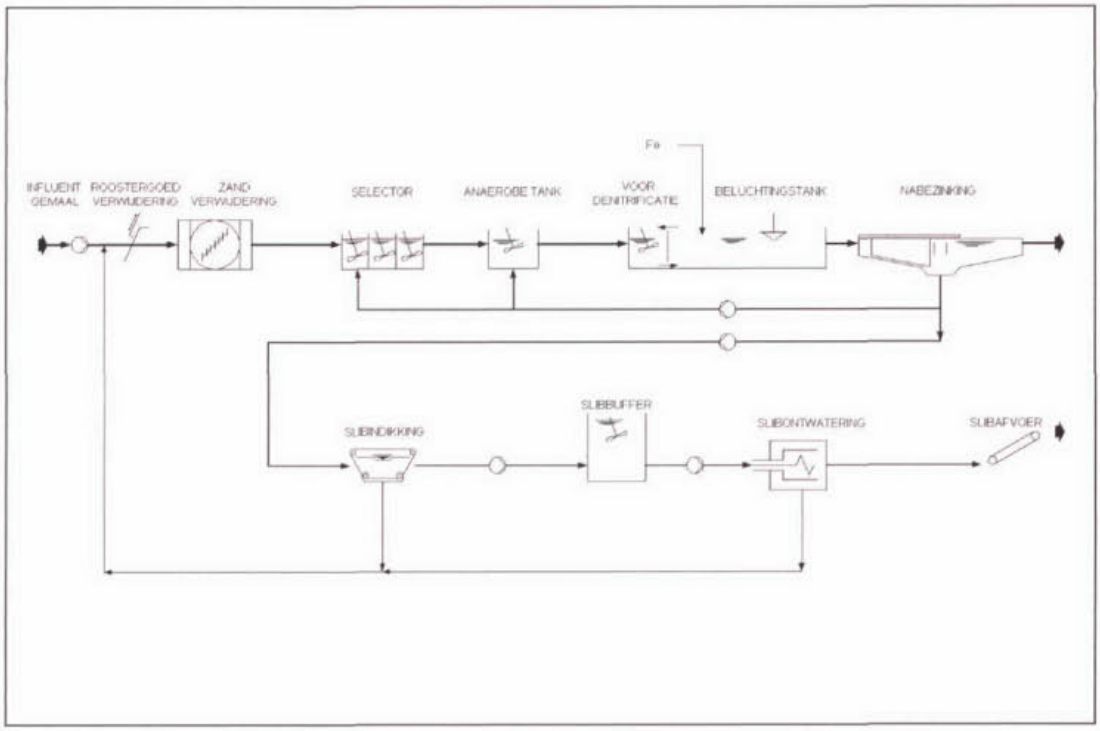


Fig. 19 Processchema AS met Bio-P.

Bijlage B - Processchema's compactsystemen

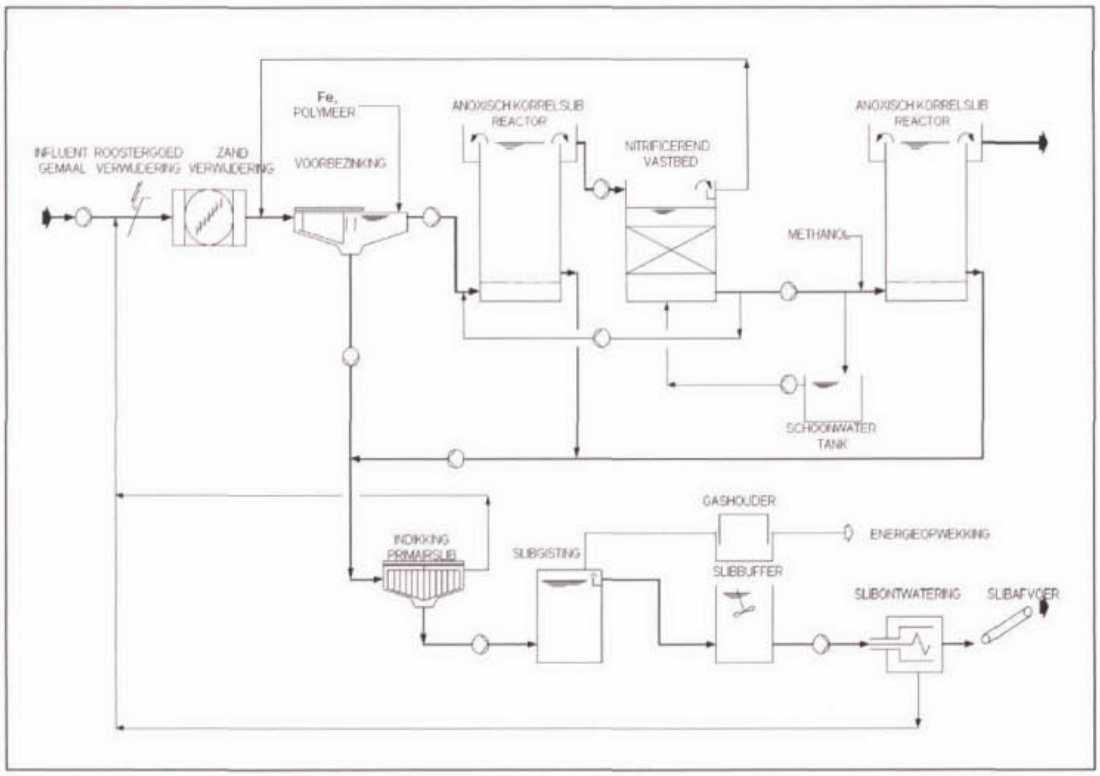


Fig. 20 Processchema rwzi op basis van compactsystemen met anoxische korrelslibreactoren.

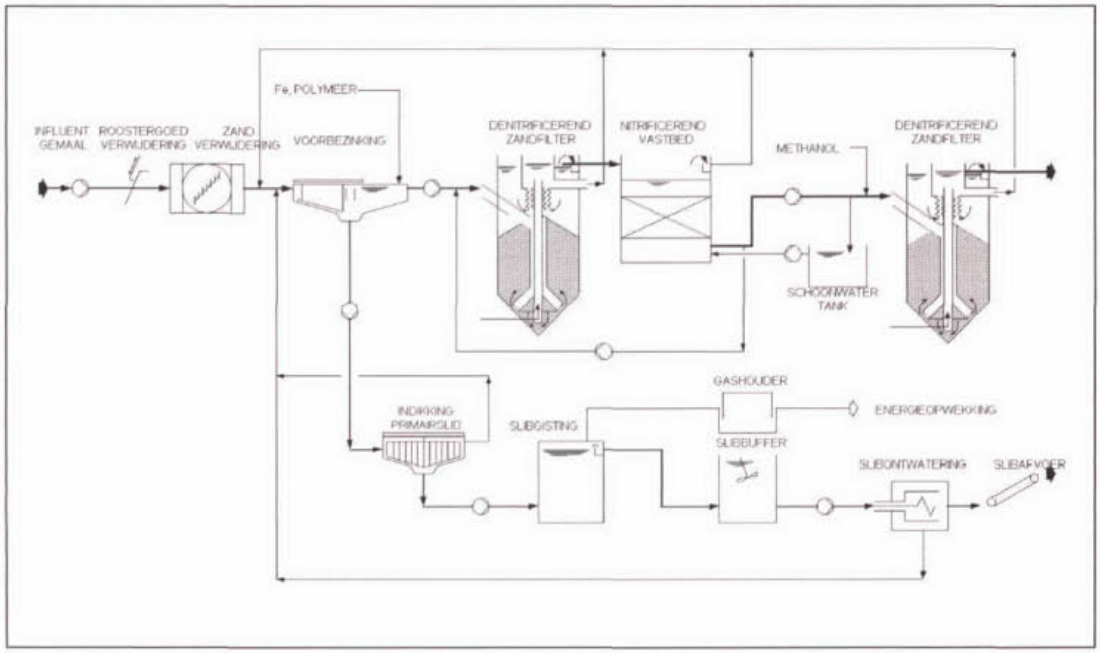


Fig. 21 Processchema rwzi op basis van compactsystemen met denitrificerende continue zandfilters.